

Möglichkeiten und Kriterien für die Bestimmung von „Minimal-arealen“ von Tierpopulationen und Ökosystembeständen*)

THOMAS HOVESTADT, Fabrikschleichach

Vorbemerkung

In der Regel zielen Naturschutzforderungen auf den Erhalt bestimmter Habitats, Arten oder Landschaftselemente, wobei sich die Motivation dazu aus ästhetischen, ethischen und gelegentlich aus funktionalen Gesichtspunkten ergibt. Die Vielzahl der Motive und die Vielzahl der vorgeschlagenen Maßnahmen, die in der Regel nicht auf wissenschaftlichen Untersuchungsergebnissen basieren, haben zu offensichtlicher Verwirrung und geringer Effektivität des Naturschutzes geführt. *Deshalb sollte jeder, der Naturschutzforderungen aufstellt, darüber Klarheit schaffen, welches Ziel er damit für die nächsten 20, 100 oder 1000 Jahre verfolgen will.* Darüber hinaus sollte er klar begründen, welche Maßnahmen er zur Erreichung seines Naturschutzzieles für erforderlich hält und darlegen, auf welche Informationen sich seine Einschätzung im einzelnen stützt (vgl. SHAFFER & SAMSON 1985).

Nur bei einer präzisen Zielformulierung können wissenschaftliche Aussagen darüber getroffen werden, welche Bedingungen für die Erreichung dieser Ziele erforderlich sind. Die Erfüllung dieser Bedingungen wäre dann Bestandteil der Naturschutzforderungen. Die genaue Zielformulierung macht auch den Erfolg der eingeleiteten Naturschutzmaßnahmen kontrollierbar. Ein Aspekt, der in der Vergangenheit geradezu sträflich vernachlässigt wurde.

Derartige Ziele könnten zum Beispiel sein: Erhalt einer Teilpopulation des Uhus im Harz oder Sicherung einer nachhaltigen Wasserversorgung der Stadt Bonn aus einem Waldgebiet. Ungeeignet sind hingegen Forderungen wie: Erhaltung von leistungsfähigen Ökosystemen (§ 1 BNatG) – es wäre genau festzulegen, welche Leistung erhalten werden soll – oder Erhalt des Weiher XY. Wer eine derartig unpräzise Forderung aufstellt, bewahrt zwar ein mit Wasser gefülltes Loch, nicht unbedingt aber einen Weiher z.B. als Lebensraum für den Kammolch.

Bei der Begründung von Naturschutzzielen spielen wissenschaftliche Argumente eine untergeordnete Rolle. Dies ist nicht verwunderlich, sind die Ziele des Naturschutzes ja im wesentlichen Ausdruck von Wertvorstellungen und somit Gegenstand gesellschaftlicher Diskussion, in der fachliche Gesichtspunkte, wie z.B. der Lawinenschutz, oder der Erhalt genetischen Potentials nur zum Teil zur Zielfindung beitragen. Wissenschaftliche Befunde (z.B. Artenlisten, Diversitätsindizes) können nicht selber Wertaussage sein, sondern nur im Rahmen eines willkürlich festgelegten und zielorientierten Bewertungssystems objektive Kriterien für eine Einordnung liefern.

*) Das diesem Artikel zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministers für Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 0339030A gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

1. Kriterien für den Flächenanspruch im Naturschutz

Welche Flächen sind erforderlich, um die gesteckten Naturschutzziele zu erreichen? Neben der Sicherung der Qualität von Lebensräumen kommt einer Beantwortung dieser Frage eine entscheidende Bedeutung für eine wirkungsvolle Naturschutzpolitik zu. Angesichts geringer Erfolge des Naturschutzes – geringe Durchsetzungskraft in der politischen Diskussion und anhaltender, wenn nicht beschleunigter Verlust von Arten (BERTHOLD et al. 1988) – wird der Wunsch nach wissenschaftlicher Unterstützung in der Flächendiskussion erklärlich.

Ich möchte in diesem Aufsatz verschiedene Ansätze vergleichen, die es bislang gegeben hat, um den Flächenanspruch für wirkungsvollen Naturschutz mit wissenschaftlichen Methoden zu ermitteln. Auf den Ansatz, der zur Zeit den besten Erfolg bei der Bestimmung des Flächenbedarfs verspricht, werde ich etwas näher eingehen. *Ich werde im Rahmen des Artikels annehmen, daß die betrachteten Flächen hinsichtlich ihrer Habitatsigenschaften grundsätzlich geeignet sind, ihren Zweck – zum Beispiel Erhaltung einer Population einer bestimmten Art – zu erfüllen.* Umweltbelastung, Störung durch Freizeitaktivitäten, Habitatzerstörung und andere Eingriffe in die Natur sind, obwohl entscheidend verantwortlich für den kläglichen Zustand unserer Natur, nicht Gegenstand dieses Aufsatzes.

1.1 Können wir die Größe der Flächen, die für den Schutz von Ökosystemen erforderlich sind, bestimmen?

Bislang beruhen Naturschutzmaßnahmen häufig auf der Vorstellung, daß durch die Schutzstellung eines Gebietes dessen Charakter und Artenbestand beibehalten wird. Wissenschaftliche Erkenntnisse über den Aufbau und die Dynamik von Lebensgemeinschaften finden im Rahmen dieser statischen „Museumsstrategie“ keinerlei Berücksichtigung.

Der Versuch HEYDEMANNs (1981), Flächenansprüche von pflanzensoziologisch kategorisierten Ökosystemen anhand der typischen „Requisitenausstattung“ und individueller Raumansprüche von Arten, die in diesen Ökosystemen leben, zu charakterisieren, beruht auf biologisch nicht sinnvollen „Berechnungen“. Die Zahl der „Ökosystemtypen“, die es in der BRD geben soll, ist abhängig von den angewandten Definitionen und Methoden. Die Annahme, daß eine derartige typologische Einteilung auch auf die Tierwelt übertragbar sei, läßt sich derzeit nicht belegen. Nach einem Verlust von Flächenanteilen beobachten wir in der Regel das Verschwinden von Arten (s. u.). Dieser Prozeß ist mit typologischen Methoden nicht feststellbar. Zum Beispiel bleibt eine Feuchtwiese auch nach dem Rückzug der Bekassine als Brutvogel weiterhin eine Feuchtwiese.

In HEYDEMANNs Konzept finden basale Erkenntnisse der Populationsökologie aus den letzten 20 Jahren keinerlei Berücksichtigung (mehr zu diesem Aspekt später). Die Lebensraumansprüche einzelner Individuen gehen für viele Arten, insbesondere für größere Carnivoren, bereits über die von HEYDEMANN angegebenen „Minimalflächen“ von Flächenbiotopen (200–800 ha, im Einzelfall bis 1200 ha) hinaus. Sicherung von Flächen, in denen „typische Ökosystembestände“ gerade noch vorkommen, reichen sicherlich nicht zu deren Erhaltung aus (LOVEJOY & OREN 1981), da viele Arten nur mit wenigen Individuen auf einer derartigen Fläche vertreten sind. Die traurige Situation der meisten Naturschutzgebiete, vor allem hinsichtlich der gefährdeten Arten (PLACHTER 1984; HAARMANN 1979, 1985), verdeutlicht, daß der Schutz eines bestimmten Habitats oder Lebensraumes nicht den Erhalt der dort existierenden Arten garantiert.

Ebenso beachtet HEYDEMANNs Konzept nicht die dynamischen Eigenschaften von Lebensgemeinschaften (Sukzession, Arten-Turnover). Die meisten Pflanzengesellschaften z. B. in

Nordamerika sind weit jünger als 8000 Jahre und somit kaum durch koevoluierte Abhängigkeiten organisiert. Über den Zeitraum von wenigen hundert bis tausend Jahren können sich Pflanzen- und Tiergesellschaften unter den Auswirkungen von Klimaveränderungen in ihrer Zusammensetzung stark verändern. Da in der Zukunft weitere drastische Klimaveränderungen zu erwarten sind, könnten bei uns als typisch charakterisierte Lebensgemeinschaften in wenigen Jahrzehnten zerfallen und jede Art individuell auf die Klimaveränderung reagieren (HUNTER et al. 1988; GRAHAM 1988). Diese Tatsache läßt grundsätzlich an der Nützlichkeit von ökosystemorientierten Schutzkonzepten zweifeln und schließt die Möglichkeit zur langfristigen Erfolgskontrolle aus.

Mit Weiterentwicklung der Inselökologie Mitte der 60er Jahre schienen neue Möglichkeiten zur Beurteilung des Flächenanspruchs für die Erhaltung unspezifischer Artenvielfalt offenzustehen. Die empirisch ermittelte „Arten-Areal-Beziehung“ erlaubte eine Abschätzung der Artenzahl, die auf einer bestimmten Fläche vorkommen kann (z.B. REICHHOLF 1980; NILSSON et al. 1988). Sie bietet eine Möglichkeit für den Naturschutz, die Gebiete zu erkennen, die im Verhältnis zur Fläche überproportional viele Arten beherbergen (REICHHOLF 1980). Ursache eines derartigen „Artenüberschusses“ ist in den meisten Fällen eine überdurchschnittliche Habitatdiversität und -qualität.

Zur Abschätzung der Flächengröße, die im Rahmen einer optimalen Naturschutzstrategie für die Erhaltung einer bestimmten Artenzahl benötigt wird, ist es erforderlich, die Ursachen für den beobachteten Zusammenhang zwischen Artenzahl und Fläche zu kennen. Das Wissen über die Ursachen der Arten-Areal-Beziehung hätte erheblichen Einfluß auf die Wahl der optimalen Schutzstrategie. Die bekannteste Erklärung ist die Gleichgewichtshypothese von MACARTHUR & WILSON (1967). Nach dieser Hypothese stellt sich auf jeder Fläche je nach Größe und Isolation ein dynamisches Artengleichgewicht durch Einwanderung und Aussterben von Arten ein. Alternativ oder zusätzlich könnten Habitatreichtum – korreliert mit Flächengröße – (LACK 1976; BOECKLEN 1986), historische Aspekte (CASE & CODY 1987) oder auch rein statistische Gesetzmäßigkeiten (CONNOR & MCCOY 1979) den beobachteten Zusammenhang erklären. Mehr zu dieser nach wie vor nicht entschiedenen Diskussion über die Ursachen der Arten-Areal-Beziehung ist z. B. bei GILBERT (1980), SHAFFER & SAMSON (1985) und CASE & CODY (1987) nachzulesen. Für die Ableitung einer konstruktiven Naturschutzpolitik ist somit die theoretische Grundlage noch nicht geschaffen.

Im Rahmen der SLOSS-Debatte (Single Large Or Several Small) wurde deutlich, daß auf Basis der Gleichgewichtshypothese alleine keine verbindlichen Empfehlungen für eine konstruktive Naturschutzkonzeption abgeleitet werden können, deren Ziel die Erhaltung maximaler Artenvielfalt ist. Für eine einzelne Tiergruppe (z.B. Vögel) eines einzelnen Inselsystems kann, nach entsprechenden Untersuchungen, berechnet werden, ob ein großes oder mehrere kleine Schutzgebiete den meisten Arten Lebensraum bieten. Für andere Gruppen oder in einem anderen Inselsystem kann die optimale Anordnung der Schutzgebiete jedoch anders ausfallen, im wesentlichen in Abhängigkeit von den system- und gruppenspezifischen Parametern der Arten-Areal-Beziehung (vgl. SIMBERLOFF & ABELE 1976, 1982; HIGGS & USHER 1980; BLOUIN & CONNOR 1985; BURKEY 1989). Grundvoraussetzung für eine Anwendung der Ergebnisse ist eine hinreichende Ähnlichkeit der Habitate, eine Bedingung, die in der Praxis nur selten erfüllt ist. Darüber hinaus ist die Wahl der optimalen Naturschutzstrategie von den Naturschutzzielen abhängig: soll die Aussterberate gering gehalten werden, so sind große Flächen in der Regel günstiger, ist das Ziel die Erfassung möglichst vieler Arten in den Schutzgebieten, so sind mehrere kleinere Schutzgebiete häufig die bessere Lösung (BURKEY 1989).

Grundsätzliche Probleme bestehen bei der Übertragbarkeit der Ergebnisse der Inselökologie auf unsere Kulturlandschaft. Wir können nicht davon ausgehen, daß sich in den jungen Habitatfragmenten ein Artengleichgewicht eingestellt hat. Im Gegensatz zu Inseln sind Habitatinseln ständig Störungen von außen ausgesetzt. Statt konstanter und unerschöpflicher Besiedlungsquellen, wie es die Gleichgewichtshypothese vorsieht, gehen durch ständiges Fortschreiten der Habitatfragmentierung immer mehr Flächen und Besiedlungsquellen verloren. Somit wird sich auch der Verlauf der Arten-Areal-Beziehung selbst fortlaufend ändern.

Wir können aus der Erkenntnis der Inselökologie den allgemeinen Schluß ziehen, daß größere Flächen mehr Arten erhalten können. Darüber hinaus können wir festhalten, daß sich nach einer Flächenverkleinerung die Artenzahl allmählich verringern wird, bis sich ein neues Artengleichgewicht einstellt (sogenannte „Entspannung“ bzw. „Relaxation“; DIAMOND 1976; PLACHTER 1984; aber BOECKLEN & SIMBERLOFF 1986). So läßt sich der schrittweise Verlust von Waldvogelarten aus Waldfragmenten im Osten der USA über mehr als 100 Jahre dokumentieren (TEMPLE & CARY 1988) oder der Verlust von 30 % der Brutvogelarten von Barro Colorado, einer 1914 im Panamakanal entstandenen Insel (KARR 1982). Im Lichte dieser Erkenntnis ist der schleichende Verfall unserer meist winzigen Naturschutzgebiete nur zu verständlich. Mit 10 % der Fläche für den Naturschutz, wie vielfach gefordert (HEYDEMANN 1981; BERTHOLD et al. 1988), lassen sich allenfalls 50 %, vermutlich aber weniger der Arten erhalten, die auf derartige Naturschutzflächen für ihre Existenz angewiesen sind.

Aus der Arten-Areal-Beziehung lassen sich grundsätzlich keine Schlußfolgerungen über die Existenz bestimmter Arten gewinnen, die eventuell aus Naturschutzsicht von besonderem Interesse sind (PLACHTER 1984). Tatsächlich kann das Bemühen um die Erhaltung lokaler Artenvielfalt sogar in direktem Widerspruch zu dem Bestreben um die Sicherung gefährdeter Arten stehen (NOSS 1983).

Zur Zeit sind somit keine befriedigenden Wege zu erkennen, wie der Flächenanspruch von Ökosystemen zu ermitteln wäre. Dies liegt nicht zuletzt an dem eher vagen „Konzept Ökosystem“, das mit den bisherigen Definitionen und aktuellem Wissensstand nicht so weit entwickelt ist, daß eine integrierende Abschätzung des Flächenanspruchs von Ökosystemen möglich erscheint. Man braucht sich dazu nur die diversen Definitionen des Begriffs „Ökosystem“ aus verschiedenen Lehrbüchern vor Augen zu halten. Allenfalls bei den Bemühungen um die Sicherung konkreter Teilfunktionen, so zum Beispiel die Aufrechterhaltung einer funktionierenden Wasserversorgung für die Stadt Hamburg, kann die „Flächenfrage“ sinnvoll bearbeitet werden.

In der Praxis wird man die Flächenansprüche von Ökosystemen an denen von Tierarten der höchsten Trophieebene mit meistens hohen Raumansprüchen orientieren müssen oder an seltenen, aber entscheidenden „Schlüsselarten“, von denen viele andere Tier- und Pflanzenarten abhängig sind, wie z. B. dem Biber (LOVEJOY & ORENS 1981; SOULÉ 1987; MCCOLLIN et al. 1988).

1.2 Möglichkeiten, den Flächenanspruch von einzelnen Tierpopulationen zu bestimmen

Alle Versuche, das „Minimalareal“ einer Population zu bestimmen, gründen auf Überlegungen über die Ursachen des Aussterbens von Populationen. Zunächst ist eine Klärung des Begriffs „Minimalareal“ selbst erforderlich.

1.2.1 Der Begriff „Minimalareal“

In den 60er Jahren entwickelte sich aus den theoretischen Überlegungen von MACARTHUR & WILSON (1967) die Vorstellung, daß es eine mehr oder weniger klar definierte minimale Individuenzahl gibt, die einer Tierpopulation nahezu unendliches Überdauern garantiert. In diesem Konzept wurde erstmalig berücksichtigt, daß Aussterben von Tierpopulationen nicht alleine das Ergebnis von deterministischen Veränderungen in der Umwelt ist, sondern daß auch zufällige Ereignisse zum Aussterben einer Population führen können. Dies ist offensichtlich, wenn wir die zum Teil extremen Populationsschwankungen betrachten, die in ökologischen Langzeituntersuchungen zutage treten. Wie wir noch sehen werden, ist das Verständnis der Wirkung derartiger Zufallsereignisse entscheidend für die Bestimmung der Flächengröße, die für den effektiven Schutz einer Population erforderlich ist. Generell erwarten wir: je kleiner eine Population im Durchschnitt bzw. je kleiner die Habitatkapazität einer betrachteten Fläche, um so größer das Risiko, daß die Population ausstirbt. Aufgrund der von MACARTHUR & WILSON (1967) und später von RICHTER-DYN & GOEL (1972) alleine berücksichtigten demographischen Zufallsereignisse ergab sich das Bild eines kritischen Grenzwertes für die Populationsgröße, der nahezu ewiges Überleben garantiert. Unter demographischen Zufallsereignissen verstehen wir die zufälligen Ereignisse, die das Geschlecht, die Fortpflanzung oder den Tod eines einzelnen Individuums beeinflussen. Somit glaubte man, daß aus der Natur selbst ein Wert für eine „Minimalpopulation“ und damit auch für ein Minimalareal ableitbar sei (Abb. 1a).

Tatsächlich sterben Tierpopulationen lokal immer wieder aus, wie die hohen Turn-over-Raten in Inselsystemen (z. B. SCHOENER 1983; TOFT & SCHOENER 1983) oder in Habitatfragmenten des Festlandes (z. B. WHITCOMB et al. 1981; HOLMES & SHERRY 1986) belegen. In

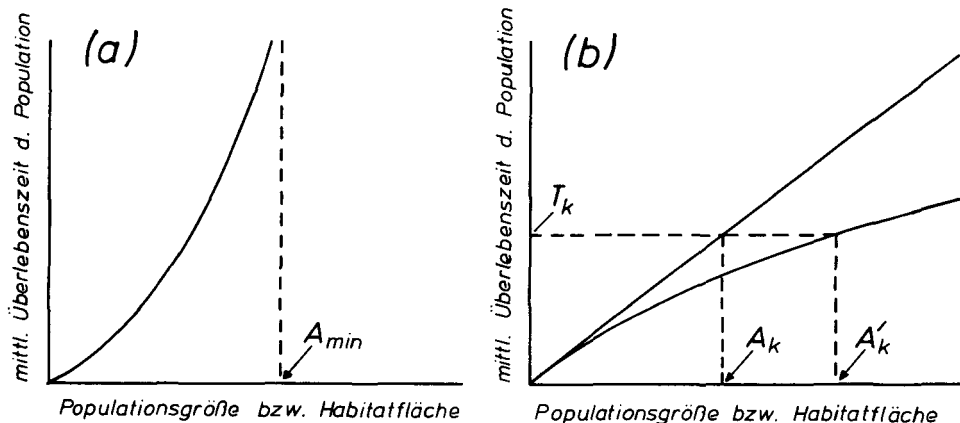


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Populationsgröße (bzw. Habitatkapazität) und mittlerer Überlebenswahrscheinlichkeit der Population bei alleiniger Berücksichtigung von demographischen Zufallsereignissen (a) und bei Berücksichtigung von zufälligen Umweltschwankungen und Naturkatastrophen, die die Existenz von Populationen beeinflussen (b). Im ersten Fall läßt sich die kleinste Fläche (A_{min}) definieren, die die nahezu unbegrenzte Existenz der Population sichert. Bei Berücksichtigung von Umweltschwankungen können wir nur dann ein Minimalareal (A_k) festlegen, wenn wir uns zuvor für ein Schutzziel, nämlich die Festlegung einer mittleren Überlebenszeit auf einen bestimmten Wert (T_k), einigen. Beziehen wir in unsere Überlegung die Auswirkung von seltenen Katastrophen mit ein, so ist für die Erreichung desselben Schutzzieles eine größere Fläche (A'_k) erforderlich (nach SHAFFER 1987).

einem kleinen englischen Eichenwald (16 ha) traten zwischen 1949 und 1975 insgesamt 44 Brutvogelarten auf. Von diesen 44 Arten brüteten nur 16 in allen Jahren, davon nur 5 Arten mit regelmäßig mehr als 10 Brutpaaren (WILLIAMSON 1981). SIMBERLOFF (1986) berichtet über den Verlust des nordamerikanischen Präriehuhnes (*Tympanuchus cupido cupido*) aus einem ca. 650 ha großen Naturschutzgebiet als Folge zufälliger Ereignisse, obwohl es dort zeitweilig einen Bestand von ca. 2000 Individuen gab (mehr in Tab. 1 und SIMBERLOFF 1986).

Die grundlegenden Erkenntnisse der Populationsökologie der letzten 20 Jahre zeigen, daß es nicht ausreicht, nur demographische Zufallsprozesse zu berücksichtigen, sondern es müssen auch zufällige Ereignisse in der Umwelt wie Klimaschwankungen oder Änderungen im Nahrungsangebot, Naturkatastrophen und genetische Prozesse berücksichtigt werden. Damit herrscht heute die Meinung vor, daß mit wachsender Populationsgröße die Überlebensdauer einer Population allenfalls linear, vermutlich aber nur loglinear oder asymptotisch steigt (z. B. SHAFFER 1987, Abb. 1b). *Nach diesen neuen Erkenntnissen muß die Vorstellung einer minimalen Populationsgröße und somit eines Minimalareals als inherentes biologisches Merkmal von Tierpopulationen abgelehnt werden.*

Im folgenden soll jedoch kurz ein Ansatz erläutert werden, der es erlaubt, den Flächenanspruch von Tierpopulationen quantitativ zu untersuchen.

1.2.2 Risikoanalysen für Tierpopulationen

Aus der intensiven Beschäftigung mit den oben erwähnten natürlichen, oft zufälligen Ursachen von Populationsschwankungen und lokalem Aussterben (vgl. Tab. 1) wurde, insbesondere in den USA, das Konzept der „Minimalgroßen überlebensfähigen Population“ (amerikanisch: „MVP“ nach „Minimum Viable Population“) entwickelt.

Unter natürlichen Bedingungen muß Aussterben von Populationen, wegen der Zufälligkeit der für das Aussterben verantwortlichen Ereignisse, als ein Wahrscheinlichkeitsprozeß betrachtet werden. In einer Risikoanalyse (amerikanisch: „PVA“ nach „Population Vulnerability Analysis“) versucht man, die in einem betrachteten Habitat maximal erreichbare Populationsgröße zu bestimmen, die für das Überleben der Population in einem willkürlich festgelegten Zeitraum mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeit erforderlich ist. *Diese Populationsgröße, die zum Beispiel mit 95 % Sicherheit die Existenz einer Population über 100 Jahre ermöglicht, bezeichnet man als die „Kleinste überlebensfähige Population“ (MVP).*

Wie ist diese Definition zu verstehen? Aus der Langzeitbeobachtung von Populationen wissen wir, daß diese oft beträchtlichen Größenschwankungen ausgesetzt sind. Beschränkt das Habitat die Populationsgröße auf einen niedrigen Wert, so ist natürlich die Wahrscheinlichkeit höher, daß die Populationsgröße auch einmal auf den Wert 0 sinkt, also ausstirbt. Je länger der Zeitraum, den wir betrachten, um so größer wird auch die Wahrscheinlichkeit, daß die Populationsgröße aufgrund eines besonderen Ereignisses (z. B. ein „Jahrhundertwinter“, eine Überschwemmung oder eine Explosion in einer benachbarten Chemiefabrik) in ihrer Größe auf einen ungewöhnlich niedrigen Wert sinkt und ausstirbt. Für die Risikoanalyse werden alle Erkenntnisse über die Populationsbiologie und -genetik sowie über die Habitatansprüche der betrachteten Tierart bzw. Population so aufbereitet, daß Aussagen über die Fläche, die für die Erhaltung der Population über den angestrebten Zeitraum erforderlich ist, möglich werden. Über eine ähnliche Analyse kann natürlich auch die Zukunftschance einer Population in der aktuellen Situation bestimmt werden.

Ergebnis der Risikoanalyse sind Angaben zur Habitatqualität, Flächengröße und Lage (Vernetzung) der Flächen, die zum Erreichen des willkürlich festgelegten Schutzzieles

Tab. 1: Beispiele für das Aussterben (A) bzw. den drastischen Rückgang (B) von Lokalpopulationen und die dafür verantwortlichen Ursachen. Menschliche Eingriffe haben in der Regel zuvor zu einer Verkleinerung und Isolation der Populationen geführt, natürliche Ursachen waren aber vermutlich unmittelbar für das Erlöschen bzw. den Rückgang der Populationen verantwortlich. Von den aufgeführten Tierarten ist nur der Riesenalk ausgestorben, das Präriehuhn ist im Osten Nordamerikas verschwunden.

Art	Ort	Jahr	vorangegangener menschl. Einfluß	vermutete unmittelb. Ursachen	Quelle
A)					
Präriehuhn <i>Tympanuchus</i> <i>c. cupido</i>	Insel Osten USA	+ 1932	Jagd, Habitatzerstörung	Feuer, strenger Winter, Räuber, Krankheit, Inzuchtdepression	SIMBERLOFF (1986)
Mittelspecht <i>Dendrocopos</i> <i>medius</i>	S-Schweden	+ 1983	Habitatfragmentierung durch Abholzung	3 strenge Winter in Folge, Inzucht- depression	PETTERSON (1985)
Mittelspecht	Dänemark	+ 1961	Habitatfragmentierung	(ähnlich wie in S-Schweden?)	PETTERSON (1985)
Gemse <i>Rupicapra</i> <i>rupicapra</i>	Bayern Weissenburg		Habitatverlust	soziale Struktur: Tod des einzigen Haremsmännchen ¹	BAUER(unveröff.)
Riesenalk <i>Pinguinus</i> <i>impenis</i>	N. Atlantik	+ ca. 1844	Jagd	Vulkanausbruch zerstört wichtigste Brutkolonie	SIMBERLOFF (1986)
Schachbrett- falter <i>Euphydryas</i> <i>editha</i>	Kalifornien USA	+ mehrfach 70'er Jahre	Habitatverlust	Trockenheit ²	EHRlich et al. 1980
B)					
Wolf <i>Canis lupus</i>	Isle Royal Oberer See USA		Krankheit vermutlich durch Hunde einge- schleppt	Krankheit: Bestand von 50(1980) auf 12 1987) gesunken	Nat. Geographic Jan. 1989
Rotwolf <i>Canis rufus</i>	USA		Jagd	Hybridisierung mit Kojoten	SIMBERLOFF(1986)

¹ Aussterben der Lokalpopulation wurde verhindert indem ein neues Männchen ausgesetzt wurde.

² Die Habitate wurden durch Immigration aus Nachbarpopulationen im Laufe der nächsten Jahre wiederbesiedelt.

erforderlich sind. Diese ermittelten Flächengrößen können als das „Minimalareal einer MVP“ angesehen werden. Ist das Schutzziel z.B. die Erhaltung einer gesunden Ortolan-Population mit 99% Überlebenswahrscheinlichkeit für die nächsten hundert Jahre in Unterfranken, so kann die Fläche, die dafür erforderlich ist, als das Minimalareal des Ortolans angesehen werden. *Es ist wichtig zu beachten, daß sich die Größe des Minimalareals nach der besonderen Biologie der betrachteten Population und den gesellschaftlich definierten Schutzzielen richtet.* Das Minimalareal für den Ortolan wäre kleiner, wenn wir nur eine

95 %ige Überlebenswahrscheinlichkeit anstreben und größer, wenn wir eine Sicherung der Population über 200 Jahre erreichen wollen.

Die ausführliche Erläuterung des MVP-Konzepts soll an dieser Stelle nicht erfolgen. Umfassendere Information ist z. B. den Publikationen von SHAFFER (1981 u. 1985), SOULÉ (1986 u. 1987) oder HOVESTADT (im Druck) zu entnehmen.

Die Ausführung einer PVA ist äußerst aufwendig und bedarf des kombinierten Einsatzes von Feldforschung und theoretischer Aufarbeitung, um schließlich – z. B. mit Hilfe von Computersimulationen – Prognosen über die zukünftige Entwicklung der Population zu erstellen bzw. die Bedingungen zu ermitteln, die für die Existenz einer MVP erforderlich sind. Ich möchte ausdrücklich betonen, daß in der Regel ausreichend Information vorliegt, um zu groben Abschätzungen von Minimalarealen zu kommen. Somit ist eine Umsetzung im Naturschutz möglich nach einer kurzen Phase, in der die vorhandenen Informationen ausgewertet werden. Es ist aber unbedingt erforderlich, die Umsetzung durch Feldbeobachtungen zu begleiten und eventuell die Flächenanforderungen neuen Erkenntnissen anzupassen.

Das Konzept der MVP ist genauso auf einzelne, vollständig isolierte Reliktpopulationen wie auch auf sogenannte „Metapopulationen“ – Netzwerke von Populationen, die untereinander in Individuenaustausch stehen – anzuwenden. Neben der Erforschung der Ursachen der Populationsdynamik und der Habitatansprüche ist in diesem Fall auch die Erforschung des Verbreitungsverhaltens der betrachteten Population erforderlich (SHAFFER 1985). Das Verbreitungsverhalten bestimmt, über welche Entfernungen eine Wiederbesiedlung von Habitaten möglich ist und beeinflußt damit das Überleben der Metapopulation im Netzwerk von Habitatinseln entscheidend.

In den USA findet das MVP-Konzept zunehmend Anwendung in der Naturschutzpraxis. Das bekannteste Beispiel dürfte die Entwicklung eines Schutzkonzeptes für den Fleckenkauz (*Strix occidentalis*) sein. Durch die gemeinsamen Anstrengungen von Feldforschern, Theoretikern und Naturschutzbehörden ist es bis heute gelungen 14000 km² Urwald im Nordwesten der USA wenigstens vorläufig als Lebensraum zu sichern (LANDE 1988; Time Magazine 15. 5. 1989, S. 34). Nur aufgrund der Qualität der wissenschaftlichen Befunde war es möglich, den Schutz der Flächen gegen den massiven Widerstand der Holzindustrie auch in Gerichtsverfahren durchzusetzen, im wesentlichen sogar während der Regierungszeit von Ronald Reagan.

Mehr zu der konkreten Umsetzung des MVP-Konzepts findet sich z. B. bei GUTIERREZ & CAREY (1985), LIGON et al. (1986), WILCOX et al. (1986) und MARCOT et al. (1988).

2. Gibt es Eigenschaften, die minimalgroße überlebensfähige Populationen charakterisieren?

Es wäre von großem Nutzen, wenn man anhand einiger leicht zu ermittelnder Populationsmerkmale feststellen könnte, ob eine Population im Sinne einer MVP sicher ist oder nicht. Tatsächlich können einige Befunde auf die kritische Lage einer Population hinweisen. Durch Untersuchung der genetischen Variabilität von Populationen im Vergleich zu ungestörten Referenzpopulationen kann, wenn die Befunde eine geringe genetische Variabilität ergeben, auf ein Unterschreiten der MVP geschlossen werden. Allerdings muß eine geringe genetische Variabilität innerhalb einer Population nicht unbedingt auf eine Gefährdung hinweisen. Für viele Tierarten ist eine geringe Variabilität nicht ungewöhnlich, und darüber hinaus kann sie Folge eines Populationszusammenbruches in der Vergangenheit sein. Für derartige Untersu-

chungen gibt es heute gut entwickelte Standardverfahren wie die Gelelektrophorese und DNA-Sequenzierung. Ebenso könnte eine unausgewogene Altersstruktur oder eine abnehmende Fortpflanzungsrate auf ernste Probleme hinweisen.

Der umgekehrte Schluß, daß eine Population, die in keinem der oben genannten Merkmale kritische Werte aufweist, langfristig überleben kann, ist auf keinen Fall zulässig. Wie bereits erläutert, wird die Wahrscheinlichkeit des Aussterbens im wesentlichen durch Zufallsereignisse bestimmt. Genausowenig, wie es einen „Indikator“ für die 6 richtigen Zahlen im nächsten Mittwochslotto gibt, kann es irgendeinen Parameter geben, der das Eintreten eines zufälligen Ereignisses ankündigt, das zum Aussterben einer Population führt.

Ich möchte hier nur kurz darauf hinweisen, daß sich die vielfältigen Zufallsfaktoren, die eine Population oft stark beeinflussen, auch ungünstig auf Möglichkeiten der Indikation von Habitatmerkmalen anhand von Populationsparametern auswirken. Es sind von vorneherein langfristige und intensive Untersuchungen erforderlich, um aus dem starken „statistischen Rauschen“ tatsächliche Beziehungen zwischen Populationsdaten und Habitatmerkmalen zu ermitteln (z. B. GAUD et al. 1986; ROTENBERRY 1986).

Angesichts der speziellen ökologischen Bedingungen jeder einzelnen Population können wir die Erkenntnisse einer derartigen Untersuchung nicht ungeprüft auf andere Populationen derselben Art oder Populationen anderer Arten übertragen. Selbst innerhalb einer ökologischen Gilde korreliert z. B. der Rückgang einer Population in der Regel nicht mit dem Rückgang der Population einer anderen Art (LANDRES et al. 1988).

3. Flächenschutz über „Zielarten“

Gehen wir davon aus, daß ein wesentliches Naturschutzziel in der langfristigen Sicherung von Populationen aller Arten durch Erhalt ihrer artspezifischen Lebensgrundlagen liegt, so können wir einzelne „Repräsentanten“ bestimmter Biotope als „Zielarten“ auswählen. Im Rahmen des MVP-Konzepts können Fachleute mit wissenschaftlichen Methoden die Qualität der Schutzmaßnahmen eindeutig durch die jeweilige Zukunftsprognose für die Zielart bewerten und eventuelle Nachbesserungen der Schutzmaßnahmen empfehlen. Zielarten können bedrohte Arten (z. B. Schwarzstorch) oder Arten mit besonderen Schlüsselfunktionen im Ökosystem (z. B. Biber, Spechte) sein. Vorzugsweise sollten sie sich ganzjährig in unserem Einflußbereich aufhalten, und die Auswahl von populären Arten kann für eine Akzeptanz der Naturschutzmaßnahmen in der Öffentlichkeit nur nützlich sein. Wir können davon ausgehen, daß von den Schutzanstrengungen für die Zielart auch andere Arten profitieren werden.

Im Vergleich zum traditionellen Biotopschutz scheint das MVP-Konzept erstmalig die Möglichkeit für eine wissenschaftliche Bearbeitung des „Flächenproblems“ im Naturschutz zu eröffnen. Dies ist mit erheblichem Forschungsaufwand verbunden, bei gleichzeitiger Einschränkung auf einen Teilaspekt des Naturschutzes, nämlich den Artenschutz. Das Zielartenkonzept kann seinen Beitrag vor allem dann leisten, wenn es um die offensive Einforderung der zusätzlichen Flächen für den Naturschutz geht, die für die Erfüllung des gesetzlichen Auftrages zur Erhaltung der Arten zwingend erforderlich sind.

Mehr naturnahe Flächen, als heute noch zu Verfügung stehen, werden für den Erhalt der einheimischen Arten nötig sein. Der Naturschutz wird daher auch auf bereits degradierte Flächen zurückgreifen müssen. Der „Restaurationsökologie“ wird daher in der Zukunft eine wichtige Rolle im Naturschutz zufallen.

Danksagung

Ich danke Michael Mühlenberg und Johannes Röser für die Unterstützung bei der Niederschrift dieses Artikels. Jochen Späth hat den Text kritisch begutachtet und durch hilfreiche Kommentare verbessert. Die Schuld für immer noch vorhandene Fehler liegt aber alleine beim Autor.

4. Literaturverzeichnis

- BAUER, J. J. (1988): Populationsdynamische und verhaltensökologische Grundlagen zur Bestimmung des Flächenanspruchs europäischer Gemsenpopulationen. Unveröff.
- BERTHOLD, P., QUERNER, U. & WINKLER, H. (1988): Vogelschutz: 100 Jahre lang bis in die roten Zahlen – ein neues Konzept ist unerlässlich. *Natur und Landschaft* 63, 5–8.
- BLOUIN, M. S. & CONNOR, E. F. (1985): Is there a best shape for nature reserve? *Biol. Conserv.* 32, 277–288.
- BOECKLEN, W. J. (1986): Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. *J. Biogeography* 13, 59–68.
- BOECKLEN, W. J. & SIMBERLOFF, D. (1986): Area-based extinction models in conservation. in: ELLIOTT, D. K. (ed), *Dynamics of Extinction*. pp 247–276. New York, John Wiley & Sons.
- BURKEY, T. V. (1989): Extinction in nature reserves: the effect of fragmentation and the importance of migration. *Oikos* 55, 75–81.
- CASE, T. J. & CODY, M. L. (1987): Testing theories of island biogeography. *American Scientist* 75, 402–411.
- CONNOR, E. F. & MCCOY, E. D. (1979): The statistics and biology on the species-area relationship. *Ecol. Monogr.* 48, 219–248.
- DIAMOND, J. M. (1976): Relaxation and differential extinction on landbridge islands: Applications to natural preserves. *Proc. 16th Intern. Ornithol. Congress*, 616–628.
- EHRlich, P. R., MURPHY, D. D., SINGER, M. E., SHERWOOD, C. B., WHITE, R. R. & BROWN, I. L. (1980): Extinction, reduction, stability and increase: the response of checkerspot butterfly populations to the California drought. *Oecologia* 46, 101–105.
- GAUD, W. S., BALDA, R. P. & BRAWN, J. D. (1986): The dilemma of plots or years: a case for long-term studies. in: VERNER, J., MORRISON, M. L. & RALPH, C. J. (eds), *Wildlife 2000. Modelling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. pp 223–227. Madison, WI, Univ. of Wisconsin Press.
- GILBERT, F. S. (1980): The equilibrium theory of island biogeography: fact or fiction. *J. Biogeog.* 7, 209–235.
- GOODMAN, D. (1975): The theory of diversity-stability relationships in ecology. *Quart. Rev. Biol.* 60, 237–267.
- GRAHAM, R. W. (1988): The role of climatic change in the design of biological reserves: the paleoecological perspective for conservation biology. *Conserv. Biol.* 2, 391–394.
- GUTIERREZ, R. J. & CAREY, A. B. (1985): Ecology of management of the spotted owl in the pacific north-west. United States Forest Service Technical Report PNW, 185.
- HAARMANN, K. (1979): Sind Naturschutzgebiete für die Erhaltung der in der Bundesrepublik Deutschland gefährdeten Brutvogelarten geeignet? *Vogelwelt* 100, 70–77.
- HAARMANN, K. (1985): Zustand und Effizienz der Naturschutzgebiete in der BRD am Beispiel von fünfzehn Vogelfreistätten. *Vogelwelt* 106, 216–224.
- HEYDEMANN, B. (1981): Zur Frage der Flächengrößen von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. *Jb. Natursch. Landschaftspflege* 31, 21–51.
- HIGGS, A. J. & USHER, M. (1980): Should nature reserves be large or small? *Nature* 285, 568–569.
- HOLMES, R. T. & SHERRY, T. W. (1986): Bird community dynamics in a temperate deciduous forest: long-term trends at Hubbard Brook. *Ecol. Monogr.* 56, 201–220.

- HOVESTADT, T. (im Druck): Die Bedeutung „zufälligen“ Aussterbens für die Naturschutzplanung. Natur & Landschaft.
- HUNTER, M. L., JACOBSON, G. L. J. & WEBB, T. (1988): Paleocology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. *Conserv. Biol.* 2, 375–385.
- KARR, J. R. (1982): Avian extinction on Barro Colorado Island, Panama: a reassessment. *Amer. Nat.* 119, 220–239.
- LACK, D. (1976): *Island biology, illustrated by the landbirds of Jamaica*. London, Blackwell.
- LANDE, R. (1988): Demographic models of the northern spotted owl (*Strix occidentalis caurina*). *Oecologia* 75, 601–607.
- LANDRES, P. B., VERNER, J. & THOMAS, J. W. (1988): Ecological use of vertebrate indicator species: a critique. *Conserv. Biol.* 2, 316–328.
- LIGON, J. D., STACEY, P. B., CONNER, R. N., BOCK, C. E. & ADKISSON, C. S. (1986): Report of the American Ornithologists' Union Committee for the conservation of the red-cockaded woodpecker. *Auk* 103, 848–855.
- LOVEJOY, T. E. & OREN, D. C. (1981): The minimum critical size of ecosystems. in: BURGESS, Robert L. & SHARPE, David M. (eds), *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*. pp 7–12. New York, Springer.
- MACARTHUR, R. H. & WILSON, E. O. (1967): *The theory of island biogeography*. Princeton, N. J., Princeton Uni. Press.
- MARCOT, B. G., HOLTHAUSEN, R. & SALWASSER, H. (1988): An assessment framework for planning for viable populations. Unveröff.
- MCCOLLIN, D., TINKLIN, R. & STOREY, R. A. S. (1988): The status of the habitat diversity hypothesis and island biogeographic theory in ecotone fragmentation. in: SCHREIBER (ed), *Connectivity in landscape ecology*. pp 29–34. Paderborn, Schöningh.
- NILSSON, S. G., BENGTSSON, J. & AS, S. (1988): Habitat diversity or area per se? Species richness of woody plants, carabid beetles and land snails on islands. *J. Anim. Ecol.* 57, 685–704.
- NOSS, R. F. (1983): A regional landscape approach to maintain diversity. *Bioscience* 33, 700–706.
- PETTERSON, B. (1985): Extinction of an isolated population of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* (L.) in Sweden and its relationship to general theories on extinction. *Biol. Conserv.* 32, 335–353.
- PLACHTER, H. (1984): Zur Bedeutung der bayerischen Naturschutzgebiete für den zoologischen Artenschutz. *Ber. ANL* 8, 63–78.
- REICHOLF, J. (1980): Die Arten-Areal-Kurve bei Vögeln in Mitteleuropa. *Anz. Orn. Ges. Bayern* 19, 13–26.
- RICHTER-DYN, N. & GOEL, N. S. (1972): On the extinction of a colonizing species. *Theor. Pop. Biol.* 3, 406–433.
- ROTENBERRY, J. T. (1986): Habitat relationship of shrubsteppe birds: even „good“ models can not predict the future. in: VERNER, J., MORRISON, M. L. & RALPH, C. J. (eds), *Wildlife 2000. Modelling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. pp 217–221. Madison, WI: Univ. of Wisconsin Press.
- SCHOENER, T. W. (1983): Rate or species turnover decreases from lower to higher organisms: a review of the data. *Oikos* 41, 372–377.
- SHAFFER, M. L. (1981): Minimum population sizes for species conservation. *Biol. Science* 31, 131–134.
- SHAFFER, M. L. (1985): The metapopulation and species conservation: the special case of the northern spotted owl. in: GUTIERREZ, R. J. & CAREY, A. B. (eds), *Ecology and Management of the Spotted Owl in the pacific northwest*. pp 86–99.
- SHAFFER, M. L. (1987): Minimum viable populations: coping with uncertainty. in: SOULÉ 1987.
- SHAFFER, M. L. & SAMSON, F. B. (1985): Population size and extinction: a note on determining critical population sizes. *Amer. Nat.* 125, 144–152.
- SIMBERLOFF, D. (1986): The proximate causes of extinction. in: RAUP, D. & JABLONSKI, D. (eds), *Patterns and processes in the history of life*. pp 259–276. Berlin, Springer.

- SIMBERLOFF, D. S. & ABELE, L. G. (1976): Island biogeographic theory and conservation practice. *Science* 191, 285–286.
- SIMBERLOFF, D. S. & ABELE, L. G. (1982): Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. *Am. Nat.* 120, 41–50.
- SOULÉ, M. E. (ed) (1986): *Conservation biology*. Sunderland, MA, Sinauer Ass.
- SOULÉ, M. E. (ed) (1987): *Viable populations for conservation*, Cambridge, Cambridge Univ. Press.
- TEMPLE, S. A. & CARRY, J. R. (1988): Modelling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.* 2, 340–347.
- TOFT, C. A. & SCHOENER, T. W. (1983): Abundance and diversity of orb spiders on Bahamian Islands. *Oikos* 41, 411–426.
- WHITCOMB, R. F., ROBBINS, C. F., LYNCH, J. F., WHITCOMB, B. L., KLIMKIEWICZ, M. K. & BYSTRAK, D. (1981): Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. in: BURGESS, R. L. & SHARPE, D. M. (eds), *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*. pp 125–205. New York, Springer.
- WILCOX, B. A., BRUSSARD, P. F. & MARCOT, B. G. (1986): *The management of viable populations: theory applications and case studies*. Stanford, CA, Center for Conservation Biology.
- WILLIAMSON, M. (1981): *Island Populations*. Oxford University Press.

Anschrift des Autors:

THOMAS HOVESTADT
Ökologische Station
der Universität Würzburg
Fabrikschleichach
8602 Rauhenebrach